

ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO DO EFLUENTE DA ETE DE UM LOTEAMENTO EM SÃO JOSÉ/SC

Yuji Ezaki

Orientadora: Prof^a. **Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr^a**

2015/2



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL

**ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO DO EFLUENTE DA
ETE DE UM LOTEAMENTO EM SÃO JOSÉ/SC**

YUJI EZAKI

Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para a
Conclusão do Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental
Orientadora: Prof^a Maria Eliza Nagel
Hassemer, Dr^a.

Florianópolis – SC
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Ezaki, Yuji

ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO DO EFLUENTE DA ETE DE UM
LOTEAMENTO EM SÃO JOSÉ/SC / Yuji Ezaki ; orientadora, Maria
Eliza Nagel Hassemer - Florianópolis, SC, 2015.
66 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Sócio
Econômico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Autodepuração.
3. Qualidade da Água. 4. QUAL-UFMG. I. Nagel Hassemer,
Maria Eliza. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL


ESTUDO DE DISPERSÃO E AUTODEPURAÇÃO DO EFLUENTE DA ETE DE UM
LOTEAMENTO EM SÃO JOSÉ/SC

YUJI EZAKI

Trabalho submetido à Banca Examinadora como
parte dos requisitos para Conclusão do Curso de
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental-
TCC II

BANCA EXAMINADORA :


Profª. Drª. Maria Eliza Nagel Hassemer
(Orientadora)


Eng. Msc. Rolando Nunes Córdova
(Membro da Banca)


Engª Marília Offemann Skowronski
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
DEZEMBRO/2015

AGRADECIMENTOS

Agradeço em especial à minha mãe e aos meus irmãos, pelo apoio incondicional durante todos os momentos da minha vida e da minha graduação. Agradeço também a minha namorada, a qual sempre me deu suporte nos momentos difíceis, compartilhando dos momentos tristes e felizes.

A todos os professores da graduação, pelo aprendizado pessoal e profissional transmitido, em especial a professora Maria Eliza, que aceitou me orientar com tão pouco tempo para realização do presente trabalho .

Aos colegas de trabalho nas empresas na qual tive a oportunidade de estagiar, pela contribuição no desenvolvimento pessoal e profissional ao longo dos períodos de estágio. Em especial ao pessoal da ENGERA, pois sem eles não seria possível a realização deste Trabalho de Conclusão de Curso.

E por fim agradeço aos amigos que fiz ao longo desses anos, que tornaram a minha vida repleta de memórias inesquecíveis.

RESUMO

O presente trabalho buscou avaliar a autodepuração do efluente proveniente da ETE de um loteamento localizado no município de São José – SC. A simulação foi realizada através do modelo unidimensional QUAL-UFMG. A partir de dados secundários de monitoramento da qualidade da água em dois pontos distintos, calibrou-se o QUAL-UFMG para os seguintes parâmetros: OD, DBO, nitrogênio amoniacal e orgânico, nitrato, nitrito, fósforo orgânico e inorgânico. A calibração do modelo foi satisfatória, uma vez que com a calibração a partir do Ponto 1, foram obtidos resultados equivalentes ao Ponto 2 através de simulações. Os resultados do estudo mostram que a qualidade de água do corpo receptor está bastante deteriorada, com condições próximas a anaeróbias, com pouca capacidade de depuração de efluentes. O lançamento do efluente da ETE do loteamento trouxe as seguintes consequências a qualidade do corpo hídrico receptor: redução do OD na sua foz apesar de este já ter se mostrado bastante longe do limite mínimo desejável; aumento da concentração de DBO na foz em 1,6 mg/L, porém, os valores observados após a zona de mistura estão em conformidade com o valor limite para rio de Classe 2; aumento da concentração de amônia e nitrato, tornando esse parâmetro mais distante do valor limite estipulado pela legislação já que na condição atual ele se encontra bastante acima do valor desejável; aumento das concentrações de fósforo que já se mostraram preocupantes na condição atual. Conclui-se que apesar da ETE aumentar as concentrações de amônia e fósforo no corpo receptor, o lançamento não altera as características de enquadramento segundo estes parâmetros, e a zona de mistura do efluente da ETE do loteamento inicia-se no ponto de lançamento do efluente e se estende por 2,4 km até a foz no rio Forquilhas.

PALAVRAS-CHAVE: Autodepuração; Qualidade da Água; QUAL-UFMG.

ABSTRACT

This study sought to evaluate the dispersion and self-purification of the WWTP effluent from an allotment located in São José – SC. The simulation was performed using the one-dimensional model QUAL-UFMG. From secondary data of monitoring water quality at two different points, the QUAL-UFMG was calibrated to the following parameters: DO, BOD, ammonia and organic nitrogen, nitrate, nitrite, organic and inorganic phosphorus. The calibration of the model was satisfactory, since most of the parameters showed results equivalent to the measurement at Point 2. Results of the study shows that the water quality of the receiving body is quite deteriorated, with conditions close to anaerobic, with little self-depuration capacity. The launch of the effluent from the WWTP brought the following consequences the quality of the water body receiver: reduction of OD in his voice, despite being quite far from desirable minimum limit; increasing of the concentration of BOD in the mouth 1,6 mg/L, however, the values observed after the mixing zone are in accordance with the threshold value for a Class 2 river; increasing of the concentration of ammonia and nitrate, making this parameter farther from the limit value stipulated by legislation, as the current condition of it is well above from the desired value; increase in phosphorus concentrations, that have already shown concern in the current condition. It is therefore concluded that despite the WWP increase the concentrations of ammonia and phosphorus in the receiving body, the release does not change the framing characteristics by these parameters and the effluent mixing zone from the WWTP of the allotment starts at the launch point of the effluent and extends for 2.4 km to the mouth of the river Forquilhas.

KEY-WORDS: Self-depuration; Water Quality; QUAL-UFMG.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fenômenos integrantes do processo de balanço de oxigênio dissolvido.	5
Figura 2 – Principais zonas de autodepuração em um corpo d'água.	8
Figura 3 – Pontos característicos da curva de depleção de oxigênio.	16
Figura 4 – Discretização do rio no modelo QUAL2E.	18
Figura 5 – Bacias do Rio Forquilhas e Rio Maruim.	25
Figura 6 – Sub-bacias contribuintes na área do loteamento. .	26
Figura 7 – Representação esquemática do funcionamento de um ciclo de lodo ativado por batelada.	28
Figura 8 – Localização das seções.	30
Figura 9 – Trecho de domínio do modelo.	32
Figura 10 – OD – Cenário Atual.	36
Figura 11 – DBO – Cenário Atual.	36
Figura 12 – Nitrogênio – Cenário Atual.	37
Figura 13 – Fósforo – Cenário Atual.	37
Figura 14 – OD - Cenário Futuro.	39
Figura 15 – DBO - Cenário Futuro.	40
Figura 16 – Nitrogênio - Cenário Futuro.	41
Figura 17 – Fósforo - Cenário Futuro.	42
Figura 18 – OD - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.	44
Figura 19 – DBO - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.	45
Figura 20 – Nitrogênio - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.	45
Figura 21 – Fósforo - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.	46

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Valores típicos de K_1	11
Quadro 2 – Valores típicos de K_2	13
Quadro 3 – Valores do coeficiente K_2 , segundo modelos baseados em dados hidráulicos.....	13
Quadro 4 – Parâmetros ambientais de qualidade da água.	22
Quadro 5 – Condições de Lançamento de Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários.	23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características do efluente bruto e tratado.....	28
Tabela 2 – Caracterização hidráulica das seções.....	29
Tabela 3 – Análises de qualidade da água.....	31
Tabela 4 – Concentrações atuais e futuras logo a jusante do ponto de lançamento e na foz do rio.....	42

ÍNDICE

1-INTRODUÇÃO.....	1
2-OBJETIVO	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3-REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 AUTODEPURAÇÃO DE CORPO HÍDRICOS	4
3.2 O MODELO DE STREETER-PHELPS	9
3.2.1 <i>Cinética de Desoxigenação</i>	10
3.2.2 <i>Cinética de Reação</i>	12
3.2.3 <i>Curva de Depleção de Oxigênio Dissolvido</i>	14
3.3 MODELOS DE QUALIDADE DE ÁGUA	17
3.3.1 <i>QUAL2E</i>	17
3.3.2 <i>QUAL-UFMG</i>	19
3.4 LEGISLAÇÃO.....	21
4-MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	24
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	27
4.3 CARACTERIZAÇÃO HIDRÁULICA.....	29
4.4 CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	30
4.5 DEFINIÇÃO DO DOMÍNIO DO MODELO.....	31
4.6 CALIBRAÇÃO DO MODELO	32
5-RESULTADOS E DISCUSSÕES	34
5.1 CENÁRIO ATUAL	34
5.2 CENÁRIO FUTURO	38
5-CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	48
6-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes domésticos e industriais são um dos principais problemas da sociedade atual. Estes são potenciais causadores de contaminação hídrica, quando lançados em corpos d'água sem tratamento, gerando impactos sobre a qualidade da água e também aos ecossistemas.

Embora 99% dos municípios brasileiros possuam abastecimento de água, a realidade da coleta e tratamento do esgoto sanitário é completamente outra. Cerca de 55% dos municípios possuem coleta, e apenas 28% possuem tratamento de esgoto sanitário, de acordo com os dados do IBGE referentes a 2008 (IBGE, 2011).

A realização de tratamento em estações de tratamento de esgotos (ETE) contribui para a minimização de impactos em cursos d'água. Porém, sabe-se que mesmo estações com tecnologias avançadas podem não ser capazes da remoção de todos os poluentes, os quais acabam sendo lançados em corpos d'água.

A diluição, sedimentação, oxidação biológica da matéria orgânica e reaeração, são mecanismos naturais dos corpos d'água, capazes de restaurar, até certo limite, as características naturais dos mesmos (SPERLING, 2005). Essa capacidade de autodepuração varia de um corpo d'água para outro, necessitando assim, estudos específicos no intuito de conhecer a quantidade e qualidade de efluentes que o rio é capaz de receber e diluir, sem que suas características naturais sejam prejudicadas (SPERLING, 2007).

Visto os problemas referentes ao saneamento brasileiro e a capacidade de autodepuração dos corpos d'água, as legislações ambientais permitem o lançamento de efluentes em corpos d'água, desde que sejam atendidos alguns requisitos fixados por estas legislações, como por exemplo, a CONAMA nº 430 do ano de 2011, a qual trata das condições e dos padrões de lançamento de efluentes.

Havendo assim a possibilidade de lançamento de efluentes em corpos d'água conforme a legislação permite, faz-se necessário o conhecimento da capacidade do corpo d'água de se autodepurar de modo a evitar alterações que possam vir a afetar o ecossistema, a qualidade da água ou até mesmo a vida de populações a jusante do lançamento do efluente.

O município de São José, em Santa Catarina, vem crescendo de forma acelerada nas últimas décadas, de modo que a culminar em um não acompanhamento da implantação de infraestrutura necessária para atendimento de importantes demandas, como por exemplo esgotamento sanitário. Esse crescimento está intimamente ligado a construção da BR-101, do primeiro distrito industrial e do crescimento de migrações de Florianópolis. Para atender as demandas dos novos moradores foram criados loteamentos. (ISOPPO et al., 2005)

Loteamentos estes, que, quando não clandestinos ou irregulares, visam atender não apenas a demanda populacional, mas também a demanda de infraestrutura, uma vez que ao serem planejados, já contemplam infraestruturas como abastecimento de água, esgotamento sanitário e drenagem urbana.

O loteamento do qual o presente estudo trata, possui uma estação de tratamento de efluentes projetada para tratar a demanda da população que virá a se instalar no local. Sendo assim, faz-se necessário um estudo da capacidade de autodepuração do corpo d'água no qual será lançado o efluente tratado, de modo a verificar o atendimento de requisitos legais e eventuais alterações na qualidade da água proveniente do lançamento.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Avaliar a autodepuração do efluente da ETE de um loteamento localizado em São José/SC em um corpo d'água, através da utilização do modelo QUAL-UFMG.

2.2 Objetivos específicos

- Calibrar o modelo QUAL-UFMG com dados de qualidade da água e outros obtidos em determinados pontos do corpo receptor;
- Modelar o cenário atual, o qual não considera a implantação da ETE para avaliação das condições atuais do corpo receptor;
- Simular o cenário futuro, o qual contempla a emissão do efluente da ETE;
- Verificar o atendimento dos parâmetros de qualidade da água do trecho simulado com a legislação pertinente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Autodepuração de Corpo Hídricos

A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta no consumo de oxigênio dissolvido. Tal fato se dá devido aos processos de estabilização de matéria orgânica, realizado por bactérias decompositoras aeróbias, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração. Esse decréscimo de oxigênio dissolvido gera diversas implicações, do ponto de vista do meio ambiente, constituindo-se assim, um dos principais problemas de poluição hídrica.

Segundo BRANCO (1978), a matéria poluidora que atinge um corpo aquático, sofre processos naturais de neutralização, os quais são compostos principalmente pela diluição, sedimentação e estabilização química. Tal processo de neutralização é chamado de autodepuração.

Para SPERLING (2005), o fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes. O conceito de autodepuração apresenta a mesma relatividade que o conceito de poluição. A água pode ser considerada depurada mesmo que não esteja totalmente purificada em termos higiênicos, apresentando, por exemplo, organismos patogênicos.

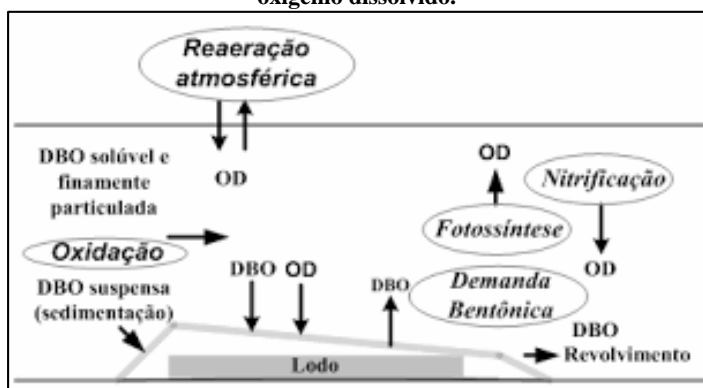
STEHFEST (1973) considera um dos processos mais importantes do fenômeno da autodepuração a decomposição da matéria orgânica por microrganismos aeróbios. Esse processo é responsável pelo decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à respiração dos microrganismos, que por sua vez decompõem a matéria orgânica.

A quantidade de oxigênio dissolvido na água necessária para a decomposição da matéria orgânica é denominada de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO. Ou

seja, a DBO não é propriamente um poluente, mas sim o indicativo da quantidade de oxigênio molecular requerida pelas bactérias para a decomposição da matéria orgânica presente na água. (ANDRADE, 2010)

A Figura 1 ilustra o processo de autodepuração, no qual ocorre um balanço entre as fontes de consumo e produção de oxigênio, gerados por tal processo.

Figura 1 – Fenômenos integrantes do processo de balanço de oxigênio dissolvido.



Fonte: SPERLING (2005).

De acordo com SPERLING (2005) a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação, e a demanda bentônica, são os principais fenômenos integrantes do consumo de oxigênio e a rearação atmosférica e a fotossíntese, são os principais integrantes da produção de oxigênio.

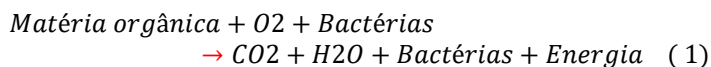
- **Oxidação da Matéria Orgânica**

Segundo SPERLING (2005), a matéria orgânica nos esgotos se apresenta de duas formas: em suspensão e dissolvida. A matéria em suspensão tende a sedimentar no corpo d'água, formando o lodo de fundo. Já a matéria dissolvida, conjuntamente com a matéria suspensa de

pequenas dimensões (dificilmente sedimentável) permanece na massa líquida.

Tal matéria orgânica representa o principal fator de consumo de oxigênio em corpos d'água, devido a decomposição desta por microrganismos decompositores.

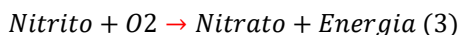
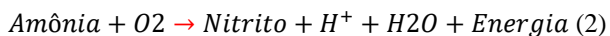
A Equação 1 representa, de maneira simplificada, a estabilização da matéria orgânica.



Nesta equação, a matéria orgânica é convertida em CO₂ e energia, a qual é utilizada para o desenvolvimento (crescimento e reprodução) das bactérias aeróbias.

- Nitrificação

A nitrificação é um processo que pode ser dividido em dois processos sequenciais, sendo o primeiro a oxidação da amônia para nitrito (nitritação), e o segundo processo a oxidação desse nitrito para nitrato (nitratação). As *Nitrosomonas* são responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito e as *Nitrobacter* pela oxidação do nitrito a nitrato. Nesse processo, os microrganismos envolvidos são autótrofos quimiossintetizantes, que possuem como principal fonte de carbono o dióxido de carbono, e a energia obtida através do processo de oxidação provém de um substrato inorgânico, nesse caso a amônia. A Equação 2 e Equação 3 ilustram esse processo.



É possível verificar que em ambas as equações ocorrem o consumo de oxigênio. Tal consumo é conhecido como demanda nitrogenada.

- **Demanda Bentônica**

A matéria orgânica decantada também pode consumir oxigênio dissolvido, e nesse caso, essa demanda é denominada demanda bentônica. Grande parte da conversão dessa matéria orgânica se dá em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio na camada de lodo. (ANDRADE, 2010)

Entretanto, a camada superior do lodo, da ordem de alguns milímetros de espessura, tem ainda acesso ao oxigênio da massa líquida sobrenadante. Assim, a estabilização do lodo se dá aerobiamente nesta fina camada, resultando no consumo de oxigênio.

Outro fator que pode causar o consumo de oxigênio é a reintrodução da matéria orgânica sedimentada (lodo) na massa líquida, através do revolvimento do lodo. Isto pode ocorrer devido a um aumento de vazão ou velocidade de escoamento da água do corpo hídrico. Assim, o lodo que não estava totalmente estabilizado, necessitará de estabilização consumindo oxigênio.

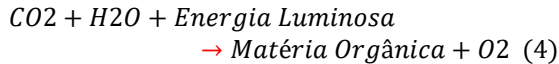
- **Reareração Atmosférica**

A reaeração atmosférica pode ser considerada como o principal processo responsável pela introdução de oxigênio no corpo d'água. Esse é um processo físico, o qual se dá pela transferência de gases entre o meio líquido e gasoso. Essa transferência se dá quando o meio líquido não está saturado de oxigênio, aumentando a concentração de gás dissolvido. Tal transferência do meio gasoso para o meio líquido se dá basicamente por meio de dois mecanismos: a difusão molecular e a difusão turbulenta. (SPERLING, 2005)

- **Fotossíntese**

Processo utilizado por seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica de organismos clorofilados. (SPERLING, 2005)

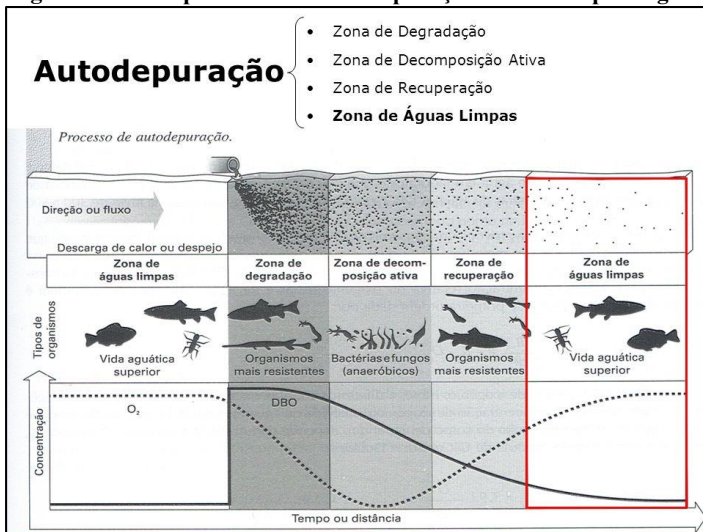
A Equação 4 apresenta o processo de fotossíntese de maneira simplificada:



Pode se dizer que a respiração é o processo inverso a fotossíntese. De acordo com BRANCO (1976), enquanto a fotossíntese constitui um processo de fixação da energia luminosa e a formação de moléculas de glicose de alta energia potencial, a respiração é essencialmente o inverso, isto é, a liberação desta energia para sua posterior utilização nos processos metabólicos.

Segundo BRAGA et al. (2005), ao longo do tempo e considerando o perfil longitudinal dos cursos d'água, existem estágios de sucessões ecológicas associados as zonas fisicamente identificáveis nos rios, identificados como zonas de autodepuração, conforme a Figura 2 exemplifica.

Figura 2 – Principais zonas de autodepuração em um corpo d'água.



Fonte: BRAGA et al. (2005).

- Zona de Águas Limpas – São localizadas em regiões a montante do lançamento do efluente e a jusante da

zona de recuperação. Tem como característica a elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior;

- Zona de Degradação – Localiza-se diretamente à jusante do ponto de lançamento, sendo caracterizada por uma diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido e presença de organismos mais resistentes;
- Zona de Decomposição Ativa - Região onde os reflexos do lançamento do efluentes são mais acentuados, e a qualidade da água apresenta-se mais deteriorada, com uma concentração de oxigênio dissolvido atingindo o valor mínimo e a vida aquática sendo predominada por bactérias e fungos (anaeróbicos);
- Zona de Recuperação – Esta é a zona onde inicia-se a etapa de recuperação, na qual ocorre o restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática superior.

Para o controle do lançamento de efluentes que esteja acima da capacidade de assimilação do corpo d'água, faz-se necessário a quantificação e a compreensão do fenômeno da autodepuração que se torna peça fundamental para o entendimento deste processo. (SPERLING, 2005).

Assim, para melhor entendimento do fenômeno da autodepuração, STREETER & PHELPS (1925) formularam uma das primeiras fórmulas matemáticas para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, após o lançamento da matéria orgânica no corpo hídrico, que ficou conhecido posteriormente como Modelo de Streeter-Phelps.

3.2 O Modelo de Streeter-Phelps

O modelo de Streeter-Phelps abrange todos os processos físico-químicos e biológicos mais relevantes para modelar a qualidade da água, ou seja, considera a degradação

das substâncias dissolvidas, oxidação de amônia, absorção de algas e desnitrificação, o balanço de oxigênio dissolvido, incluindo a exaustão pela degradação de processos e fornecimento de reaeração física e produção fotossintética (MANNINA & VIVIANI, 2010). A estrutura do modelo proposto serve de suporte para todos os outros modelos mais sofisticados que o sucederam e que utilizam um processamento advindo de computadores, mais complexo.

Pelas equações de Streeter-Phelps, pode-se calcular a concentração de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), o déficit de OD (Oxigênio Dissolvido), e a concentração de OD presente na água. Uma vez definidas estas variáveis de controle, é possível entender os principais processos que permeiam um sistema hídrico, bem como fazer a análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos envolvidos nas equações.

Estas equações são dadas, matematicamente, da seguinte maneira:

3.2.1 Cinética de Desoxigenação

A variação das concentrações de DBO com o tempo no meio aquático é modelada através de uma equação de primeira ordem (Equação 5) (SPERLING, 1983).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 * L \quad (5)$$

Onde:

L – Concentração de DBO_{remanescente} [mg/L];

T – Tempo [dia];

K₁ – Coeficiente de desoxigenação [dia⁻¹].

A interpretação da Equação (5) se faz no sentido de que a taxa de oxidação da matéria orgânica (dL/dt) é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente (L), em um tempo t qualquer. Assim, entende-se que, quanto maior a

concentração de DBO, mais rapidamente se dará o processo de desoxigenação.

A integração da Equação 5 resulta em um decaimento exponencial da DBO_{remanescente} representado pela Equação 6.

$$L = L_o * e^{-K_1 * t} \quad (6)$$

Onde:

L – Concentração de DBO_{remanescente} [mg/L];

L_o – Concentração de DBO_{remanescente} inicial [mg/L]

T – Tempo [dia]

K₁ – Coeficiente de desoxigenação [dia⁻¹]

3.2.1.1 Coeficiente de Desoxigenação

Segundo SPERLING (2005), o coeficiente K₁ depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. O Quadro 1 apresenta os valores típicos de K₁.

Quadro 1 – Valores típicos de K₁.

Origem	K₁ (dia⁻¹)
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Adaptado de FAIR et al., 1973; ARCEIVALA, 1981.

A temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, portanto, afeta as taxas de conversão de matéria orgânica. De acordo com METCALF & EDDY (2003), BRAGA (2005), SPERLING (2007), a Equação 7 representa a relação entre a temperatura e o coeficiente de desoxigenação.

$$K_1 T = K_1 20 * \theta^{T-20} \quad (7)$$

Onde:

$K_1 T$ – K_1 a uma temperatura T qualquer [dia^{-1}];

$K_1 20$ – K_1 a uma temperatura $T = 20^\circ \text{C}$ [dia^{-1}];

T – Temperatura do líquido [$^\circ\text{C}$];

θ – Coeficiente de temperatura, usualmente 1,047.

3.2.2 Cinética de Reaeração

A água em contato com o gás atmosférico promove um intercâmbio permanente de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa, até atingir um equilíbrio, onde ambos os fluxos passa a ser de igual magnitude e não ocorra mudança global das concentrações do gás em ambas as fases. Caracteriza-se então, a concentração de saturação C_s do gás na fase líquida. (SPERLING, 2005)

De acordo com METCALF & EDDY (2003), BRAGA et al. (2005), SPERLING (2007), a Equação 8 representa a cinética de reaeração, o qual também pode ser caracterizada por uma cinética de primeira ordem.

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 * D \quad (8)$$

Onde:

D – Déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração existente em um tempo t ($C = C_s - C$) [mg/L];

T – Tempo [dia];

K_2 – Coeficiente de reaeração [dia^{-1}].

A Equação 8 expressa que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente, ou seja, quanto maior o déficit, maior será a transferência de oxigênio para a massa líquida.

3.2.2.1 Coeficiente de Reaeração

Existem diversos métodos para determinação do coeficiente de reaeração K_2 , uma vez que sua determinação é bastante complexa.

Alguns pesquisadores, estudando corpos d'água de diversas características, obtiveram valores médios de K_2 , conforme apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 – Valores típicos de K_2 .

Corpo d'Água	K2 (dia ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Fonte: Adaptado de FAIR et al., 1973; ARCEIVALA, 1981.

Pode-se interpretar então que corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração, devido a maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície.

Outros pesquisadores buscaram a correlação do coeficiente de reaeração K_2 com variáveis hidráulicas. A seguir, são apresentadas as fórmulas obtidas por O'CONNOR & DOBBINS (1958), CHURCHILL et al. (1962) e OWENS et al. (apud BRANCO, 1976).

Quadro 3 – Valores do coeficiente K_2 , segundo modelos baseados em dados hidráulicos.

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,73.v^{0,5}.H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$

Churchill et al. (1962)	$5,0.v^{0,97}.H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens et al. (apud Branco, 1976)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,85/s$

Fonte: SPERLING (2005).

Ressalta-se ainda que da mesma forma que o coeficiente de desoxigenação, o coeficiente de reaeração também sofre influências da temperatura, conforme a Equação 9 descreve.

$$K_2T = K_220 * \theta^{T-20} \quad (9)$$

Onde:

K_2T – K_2 a uma temperatura T qualquer [dia^{-1}];

K_220 – K_2 a uma temperatura T = 20° C [dia^{-1}];

T – Temperatura do líquido [°C];

θ – Coeficiente de temperatura, usualmente 1,024.

A influência da temperatura na oxigenação do corpo d'água ocorre de modo a reduzir a concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água. Resultados experimentais demonstram que a temperatura exerce profundo efeito na taxa de absorção de oxigênio. Observa-se, de modo geral, que água previamente desoxigenada absorve menos oxigênio da atmosfera à medida que a temperatura se eleva, se todas as outras condições permanecerem constantes. (SANTOS, 2001)

3.2.3 Curva de Depleção de Oxigênio Dissolvido

Considerando-se apenas os mecanismos de consumo de oxigênio pela DBO devida a uma carga poluidora e a difusão do oxigênio da atmosfera do ar para a água, pode-se definir a taxa de variação temporal do déficit de oxigênio pela seguinte reação de primeira ordem conforme a Equação 10 (SPERLING, 1983):

$$\frac{dD}{dt} = K_1 * L - K_2 * D \quad (10)$$

A integração da Equação 10 nos dá a equação geral da variação de oxigênio em função do tempo, conforme a Equação 11.

$$D_t = \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + D_o * e^{-K_2 * t} \quad (11)$$

A curva da concentração de Oxigênio Dissolvido pode ser obtida diretamente da Equação 11, sabendo-se que:

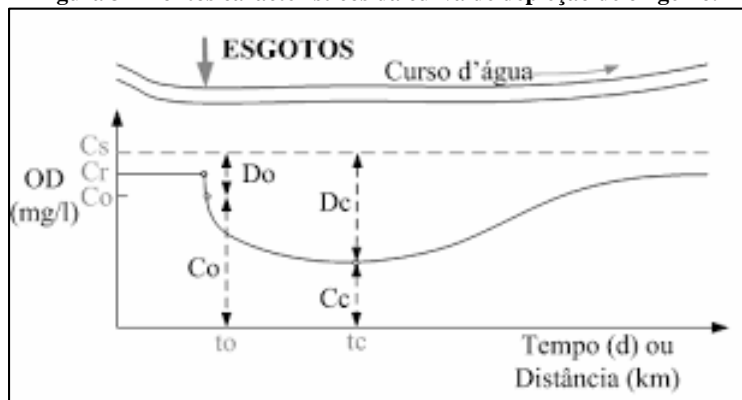
$$OD_t = C_s - C_t \quad (12)$$

Assim:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + (C_s - C_o) * e^{-K_2 * t} \right] \quad (13)$$

De acordo com SPERLING (2005), um ponto fundamental ao longo da curva de oxigênio dissolvido é o ponto no qual a concentração de oxigênio atinge seu valor mínimo. O tempo para que isto ocorra é denominado tempo crítico, e a concentração de oxigênio nesse ponto é a concentração crítica. O conhecimento dessa concentração crítica é fundamental, pois nela baseia-se a necessidade ou não do tratamento dos esgotos. Quando necessário, o tratamento dos esgotos deve sempre garantir que a concentração crítica de oxigênio dissolvido seja superior ao valor mínimo permitido pela legislação.

Figura 3 – Pontos característicos da curva de depleção de oxigênio.



Fonte: SPERLING (2005).

Ressalta-se que as equações descritas são válidas apenas para condições aeróbias, ou seja, enquanto a disponibilidade de oxigênio igualar ou exceder o seu consumo (SPERLING, 2007).

O modelo Streeter-Phelps considera, no balanço do oxigênio, apenas dois processos: o consumo de oxigênio, pela oxidação da matéria orgânica durante a respiração, e a produção de oxigênio, pela reaeração atmosférica. Além disso, o modelo adota as seguintes simplificações:

- Sistema unidimensional;
- Regime permanente com vazão e seção constante;
- Lançamento do efluente pontual e constante.

Atualmente, a maioria dos modelos de qualidade de água existentes, tais como QUAL2E (BROWN & BARNWELL, 1987), DoSag (BURKE, 2004), WASP (WOOL et al., 2001), WEAP (SIEBER et al., 2005) e QUAL2K (CHAPRA et al., 2006), simulam uma maior gama de processos e parâmetros, porém, possuem como princípio básico o modelo clássico de Streeter-Phelps.

3.3 Modelos de Qualidade de Água

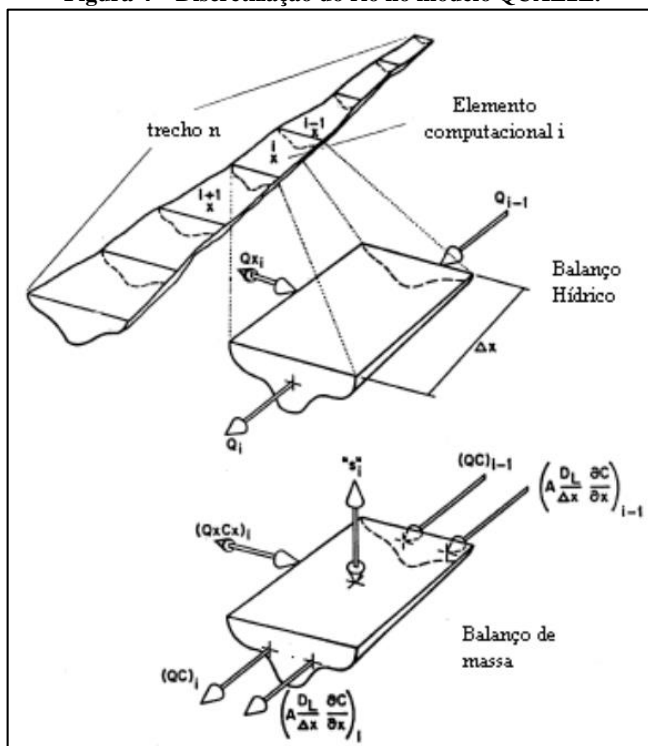
3.3.1 QUAL2E

O QUAL2E é um modelo unidimensional de estado permanente e não uniforme, baseado na solução de equações diferenciais de advecção-dispersão, em todos os seus termos, por um esquema implícito de diferenças finitas, aplicável a rios dendríticos e de boa mistura. Simula a concentração de oxigênio dissolvido associado a outras variáveis de qualidade de água (DBO, temperatura, clorofila-A, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, um constituinte não-conservativo e três constituintes conservativos). (KNAPIK et al., 2011)

O modelo QUAL2E é uma ferramenta de planejamento da qualidade da água muito útil por operar os dois tipos de regime, permanente e dinâmico. Quando for adotado regime permanente, o modelo pode simular o impacto dos despejos de esgoto na qualidade da água do rio, podendo também identificar a magnitude e as características de qualidade da fonte não pontual de despejos. Quando for adotado o regime dinâmico, o usuário pode analisar variações de oxigênio dissolvido ocorridas durante o dia devidas à fotossíntese realizada pelas algas. (OPPA, 2007)

A equação do modelo QUAL 2E é a de transporte de massa unidimensional com integração numérica espaço-temporal, cuja solução é obtida pelo método das diferenças finitas, através de um esquema implícito de regressão, que é o método de resolução numérica das equações diferenciais. Essa equação inclui os efeitos da advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre os constituintes, entradas e retiradas de água. A Figura 4 mostra um trecho do rio dividido em elementos computacionais i . Para cada elemento i um balanço hidrológico é escrito em termos de vazão de montante para jusante Q_{i-1} , fontes externas Q_{xi} e vazão de jusante Q_i (LINFELD & BARNWEL, 1987).

Figura 4 – Discretização do rio no modelo QUAL2E.



Fonte: LINFIELD & BARWEL (1987).

Neste modelo, a equação básica utilizada é a de transporte de massa unidimensional. Nela são levados em consideração os efeitos da advecção e da dispersão. Nesta equação, cada componente de qualidade da água é integrada no espaço e tempo e a equação para cada componente, pode ser descrita conforme a Equação (14).

$$\frac{\delta M}{\delta t} = \frac{\delta(A_x D_L \frac{\delta C}{\delta x})}{\delta x} dx - \frac{\delta(A_x \bar{u} C)}{\delta x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S \quad (10)$$

Termo I Termo II Termo III Termo IV Termo V

Onde:

M = Massa (M);

x = Distância (L);

t = Tempo (T);

C = Concentração da substância desejada (ML^{-3});

A_x = Área da seção transversal (L^2);

D_L = Coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1});

\bar{u} = velocidade média do curso d'água (LT^{-1});

S = Fontes ou sumidouros externos da substância analisada (MT^{-1}).

O termo I é o gradiente local de concentração; termo II representa a dispersão; termo III representa a advecção; termo IV as reações constituintes (taxas de decaimento ou crescimento) e termo V representa as fontes externas ou sumidouros.

3.3.2 QUAL-UFMG

O QUAL-UFMG é um modelo baseado no QUAL2E, no qual tem como fundamentação a solução de equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante, podendo assim, ser utilizado para simular o comportamento de vários indicadores e parâmetros de qualidade de água. Tal modelo é baseado em uma planilha eletrônica do Microsoft Office Excel (Windows), objetivando possibilitar a modelagem da qualidade da água de rios, tornando possível uma simulação rápida e simples do trecho do corpo hídrico em estudo. (SPERLING, 2007).

As simplificações na implementação do QUAL-UFMG em relação ao QUAL2E envolvem a integração numérica pelo método de Euler, a desconsideração da dispersão longitudinal, a não inclusão da modelagem de algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes (SPERLING, 2007).

A partir dos dados de entrada e cálculos dos coeficientes, o modelo estima a concentração de diversos

parâmetros ao longo do rio principal simulado (SPERLING, 2007).

A estruturação do modelo para a geração dos cenários é dividida em três etapas: o diagrama unifilar do rio no qual são evidenciadas as vazões e a localização de diversas entradas; a determinação dos coeficientes utilizados nos cálculos; e os dados propriamente ditos que irão alimentar o modelo. (WASSERMAN et al., 2010)

O programa é composto de quatro planilhas:

- **FórmulasCoefic** – Planilha na qual contém todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem do corpo d'água, bem como valores usuais de coeficientes;
- **DiagramaUnifilar** – Planilha destinada ao usuário detalhar o diagrama unifilar do corpo d'água a modelar;
- **RioPrincipal** – Planilha na qual contém a modelagem do rio principal em estudo, no qual os cálculos são realizados e os resultados apresentados;
- **Tributário** – Planilha opcional, na qual pode-se optar por modelar algum rio tributário do rio principal.

3.3.2.1 Calibração do Modelo

De acordo com SANTANA (2012), a etapa de calibração do modelo é uma das etapas mais importantes para a modelagem dos sistemas ambientais, tendo em vista que ela aproxima os dados estimados pelo modelo com os dados medidos em campo, através de coleta e análise de amostras.

Diversos trabalhos na literatura reportam valores de coeficientes, estabelecidos através de experimentos, e que podem ser estendidos para rios e córregos com características semelhantes. Porém, a partir de dados medidos em campo é possível calibrar o modelo, obtendo-se tais coeficientes mais próximos do rio que se deseja modelar. (SANTANA, 2012)

Após a validação e calibração do modelo, este está pronto para a previsão da qualidade da água sob uma variedade de perturbações que poderão ocorrer em determinado sistema.

3.4 **Legislação**

Em termos de legislação federal, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, é um órgão responsável pela deliberação e consulta de toda a política nacional do meio ambiente. Existem duas resoluções do CONAMA que interessam ao presente trabalho: a CONAMA 357/2005 e a CONAMA 430/2011.

A resolução CONAMA 357/2005 traz as classificações dos cursos de água em 5 categorias diferentes, as quais são:

- Classe Especial: águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;

- Classe 1: águas destinadas ao abastecimento humano, após tratamento simplificado; à proteção de comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rente ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

- Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento humano, após tratamento convencional; à proteção de comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.

- Classe 3: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.

- Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

Assim, ao analisarmos as classes, percebemos que quanto maior o número da classe, menos nobre são os usos destinados para o corpo d'água. Além disso, a CONAMA 357 também estabelece parâmetros ambientais de qualidade da água de acordo com as classes conforme apresentado no Quadro 4.

Quadro 4 – Parâmetros ambientais de qualidade da água.

Parâmetros	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD	mg/L	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 2,0
DBO _{5,20}	mg/L	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	-
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	3,7 (pH < 7,5) 2,0 (7,5 < pH < 8,0) 1,0 (8 < pH < 8,5) 0,5 (pH > 8,5)	Idem classe 1	13,3 (pH < 7,5) 5,5 (7,5 < pH < 8,0) 2,2 (8 < pH < 8,5) 1,0 (pH > 8,5)	-
Nitrato	mg/L N	10,0	10,0	10,0	10,0
Nitrito	mg/L N	1,0	1,0	1,0	1,0
Fósforo Total	mg/L P	Léntico 0,02 Intermédi 0,025 Lótico 0,1	Léntico 0,03 Intermédi 0,05 Lótico 0,1	Léntico 0,05 Intermédi 0,075 Lótico 0,15	-

Fonte: CONAMA (2005).

Já a resolução CONAMA 430/2011 traz as condições e padrões para o lançamento de efluentes. No seu art. 21 o qual trata do lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, as condições são apresentadas no Quadro 5.

Quadro 5 – Condições de Lançamento de Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários.

Parâmetros		Unidade
pH	Entre 5 e 9	-
DBO _{5,20}	Máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor	mg/L
Óleo e graxas	≤ 100	mg/L
Materiais sedimentáveis	Até 1 mL/L, em teste de 1 hora em cone Imhoff	mL/L

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da Área de Estudo

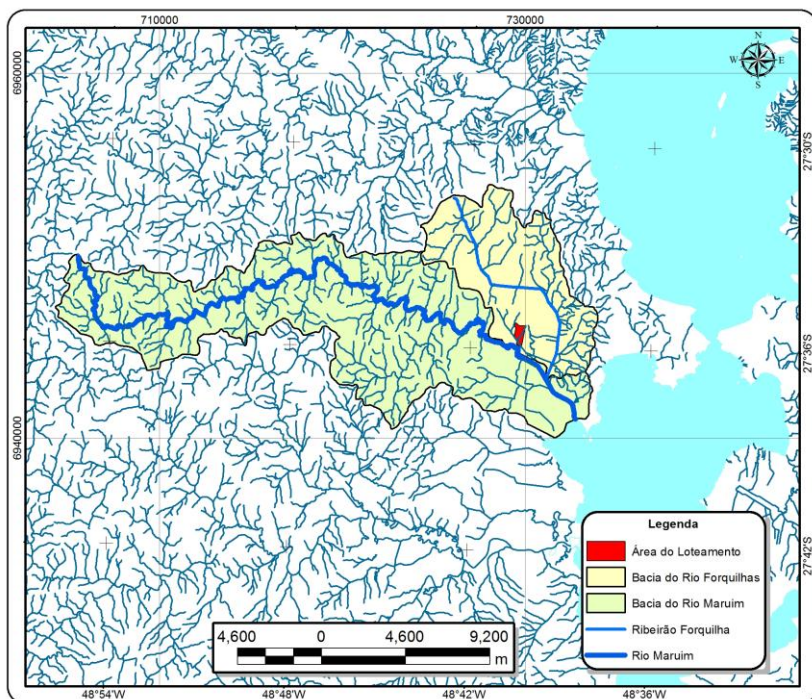
A área do loteamento que o presente estudo retrata está localizada no município de São José, estado de Santa Catarina, mais precisamente no bairro do Sertão do Maruim. O loteamento possui uma área aproximada de 40 hectares e fica às margens da rodovia estadual SC-281, sendo este o principal acesso à área do empreendimento.

A ETE desse loteamento foi projetada para atender à população estimada, em plena capacidade, sendo 3.895 moradores permanentes e 3.625 funcionários e incluindo ainda uma contribuição extra diária. A vazão máxima a ser recebida pela ETE projetada é de 948 m³/dia.

O ponto de lançamento do efluente da ETE será no córrego principal que cruza a área do loteamento.

De acordo com a Resolução CNRH nº 32/2003, que institui a divisão hidrográfica nacional, a área destinada ao loteamento pertence à Região Hidrográfica Atlântico Sul. Já no contexto estadual, a área situa-se na Região Hidrográfica 8 – Litoral Centro. Tal região possui 5.824 km² de área de drenagem e é formada pelas bacias hidrográficas do rio Tijucas, Biguaçu, Cubatão do Sul e Madre (Lei Estadual nº 10.949/1998). O loteamento está inserido na sub-bacia do rio Forquilhas, que deságua no rio Maruim conforme representa a Figura 5.

Figura 5 – Bacias do Rio Forquilhas e Rio Maruim.



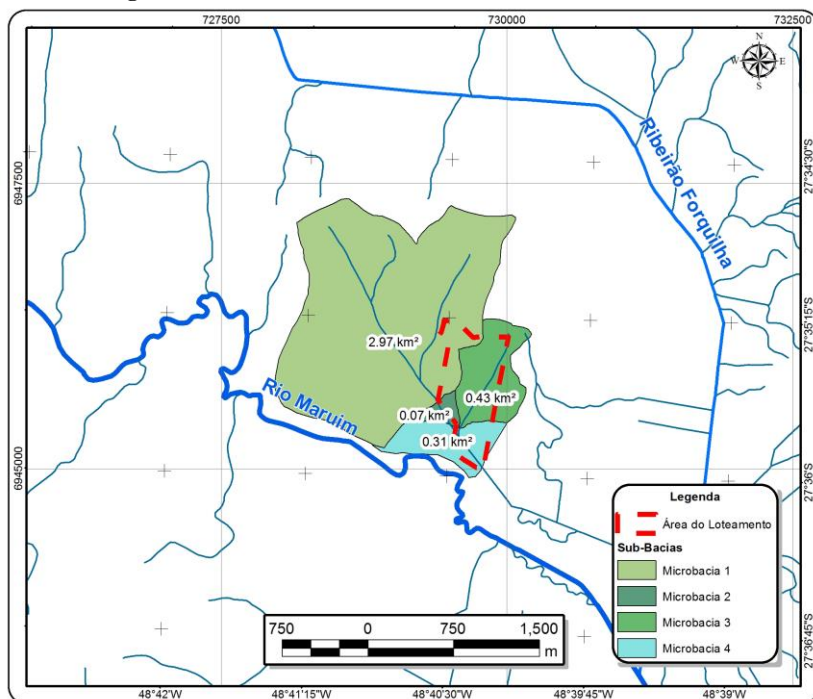
O rio Maruim possui área de drenagem de 197,8 km², com perímetro 97,5 km. O comprimento do seu rio principal é 48,4 km, com nascente em 700m de altitude e foz no oceano. Entre os principais afluentes do rio Maruim estão o rio Pagará (margem direita), o córrego Mariquita e o córrego da Colônia Santana (margem esquerda). Porém o maior afluente da bacia do rio Maruim é o rio Forquilhas, que deságua no rio Maruim pouco antes da sua desembocadura.

A bacia do rio Forquilhas possui área de drenagem de 53,3 km² e perímetro 38,24 km. O comprimento do seu talvegue principal é 10,7 km, com nascente na cota 160 m e foz na cota 8 m. A declividade média da bacia do rio

Forquilhas é de 1,42%, muito semelhante a bacia do rio Maruim.

No interior dos limites do loteamento há a confluência de dois córregos. Estes por sua vez irão desaguar no rio Forquilhas, o qual encontra-se fora dos limites do loteamento. O córrego principal tem sua nascente fora dos limites da área de estudo e possui área de drenagem de 3,04 km². O córrego secundário, que deságua no curso principal, possui área de drenagem de 0,43 km². Apesar de sua nascente estar fora dos limites do terreno, esse córrego secundário possui um afluente com nascente na área do loteamento.

Figura 6 – Sub-bacias contribuintes na área do loteamento.



O curso d'água analisado como corpo receptor dos efluentes da ETE do loteamento enquadra-se como Classe 2, segundo a Portaria nº 024/1979, que “Enquadra os cursos d'água do Estado de Santa Catarina”.

Segundo as estimativas de vazão de estiagem definidas no Plano Estadual de Recursos Hídricos (SDS, 2006), a $Q_{7,10}$ para a bacia hidrográfica nos limites de montante do loteamento é de $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$, com área equivalente a $3,04 \text{ km}^2$.

4.2 Caracterização do Efluente

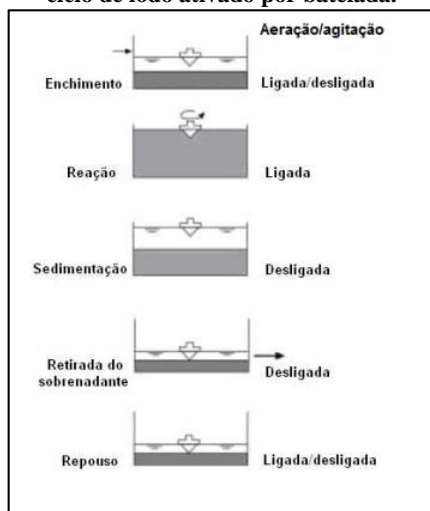
A estação de tratamento projetada foi dimensionada para atender exclusivamente efluentes sanitários e sua implantação está prevista para acontecer em quatro etapas conforme a ocupação do loteamento, sendo que a vazão máxima de tratamento será de $948 \text{ m}^3/\text{dia}$, ou seja, $0,011 \text{ m}^3/\text{s}$. Como mencionado anteriormente a $Q_{7,10}$, segundo a SDS (2006) é de $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$, ou seja, a vazão do efluente da ETE representa aproximadamente 10% da vazão de estiagem do corpo receptor.

O sistema de tratamento do efluente adotado foi o Lodo Ativado em Batelada (SBR). O sistema de lodo ativado por batelada é um sistema muito eficiente no que diz respeito à ocupação de espaço e eficiência de tratamento.

Segundo o projeto, este sistema de tratamento proporcionará ao efluente final características que atendam aos padrões de emissão de efluentes fixados nas resoluções CONAMA nº 357/2005 e na CONAMA 430/2011.

A Figura 7 abaixo apresenta de forma esquemática o funcionamento do lodo ativado por batelada (SBR).

Figura 7 – Representação esquemática do funcionamento de um ciclo de lodo ativado por batelada.



Fonte: Adaptado de SPERLING (2005).

A Tabela 1 a seguir apresenta as características do efluente na entrada e na saída da ETE projetada.

Tabela 1 – Características do efluente bruto e tratado.

Parâmetro	Entrada da ETE	Saída da ETE - Futuro
OD (mg/L)	-	> 1,0
DBO (mg/L)	400	< 40
Nitrogênio orgânico (mg/L)	25,0	15,5
Amônia (mg/L)	40,0	20,0
Nitrito (mg/L)	0,0	0,0
Nitrato (mg/L)	1,0	20,0
Fósforo orgânico (mg/L)	5,0	3,5
Fósforo inorgânico (mg/L)	7,0	4,9

4.3 Caracterização Hidráulica

A caracterização hidráulica foi realizada a partir de cinco seções ao longo do trecho de simulação como mostra a Figura 8. Em cada uma das seções foram obtidas a largura e a profundidade média do escoamento e a velocidade do escoamento. A partir desses parâmetros foi possível determinar também a vazão do rio. A Tabela 2 apresenta os dados das seções.

Tabela 2 – Caracterização hidráulica das seções.

Parâmetro	Seção 1	Seção 2	Seção 3	Seção 4	Seção 5
Largura média (m)	2,9	6,95	7,4	7,0	7,1
Profundidade média (m)	0,08	0,17	0,37	0,59	0,83
Área molhada (m ²)	0,23	1,16	2,7	4,15	5,86
Velocidade (m/s)	0,16	0,09	0,04	0,06	0,04
Vazão (m ³ /s)	0,04	0,11	0,11	0,26	0,26

No momento de obtenção dos dados, pode-se verificar que a vazão aferida encontrava-se baixa e também não havia a ocorrência de chuvas por 11 dias. Ao aplicar a equação de $Q_{7,10}$ para a área do estudo, segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos (SDS, 2006), a $Q_{7,10}$ para a bacia hidrográfica de 3,04 km² é equivalente a 0,10 m³/s.

Ressalta-se que o dado de vazão no ponto estava muito semelhante à vazão $Q_{7,10}$ (0,11 m³/s). Por isso, a modelagem do cenário medido para calibração do modelo, já representa um cenário crítico para a qualidade da água. Diante disso, as simulações hidráulicas de autodepuração do efluente foram realizadas com os valores observados em campo, pois os outros parâmetros hidráulicos, como velocidade e profundidade, e a qualidade de água são conhecidos nessa condição, aumentando a confiabilidade dos resultados modelados.

Figura 8 – Localização das seções.



Fonte: Secretaria de Desenvolvimento Sustentável (Ortofoto SDS).

4.4 Caracterização da Qualidade da Água

A caracterização da qualidade da água se deu através dos dados coletados e das análises feitas a partir dos procedimentos recomendados pelo Standard Methods of Examination of Water and Wastewater.

A Tabela 3 apresenta os resultados das análises de água no Ponto 1 e Ponto 2.

Tabela 3 – Análises de qualidade da água.

Parâmetro	Ponto 1	Ponto 2
Temperatura	22	21,9
Oxigênio dissolvido	< 0,1	< 0,1
DBO	6,5	3,5
Nitrogênio orgânico	5,3	5,22
Nitrogênio amoniacal	7,22	7,56
Nitrito	< 0,02	< 0,02
Nitrato	0,96	< 0,04
Fósforo orgânico	< 0,01	< 0,01
Fósforo inorgânico	0,451	0,673

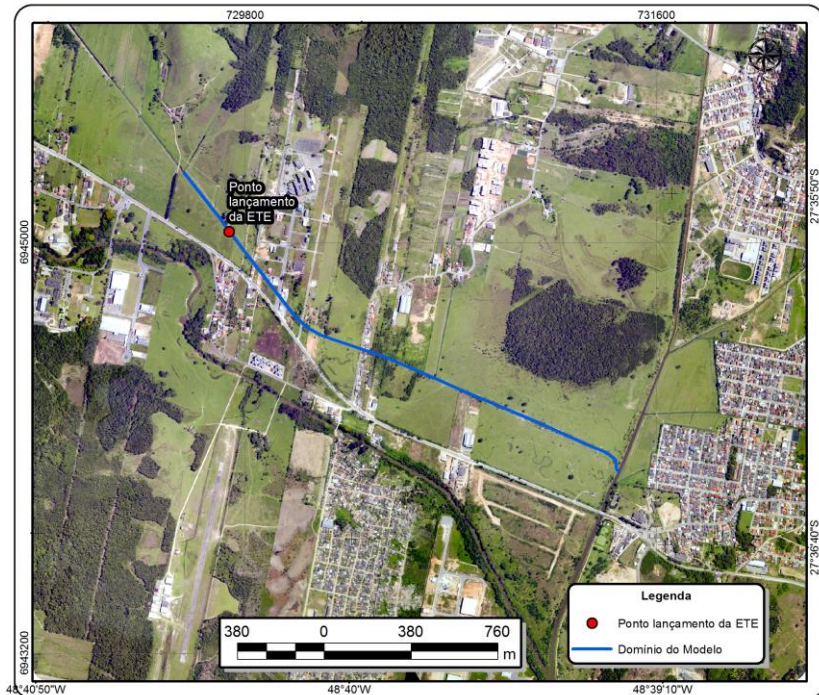
Os resultados das análises de qualidade de água apontam que a qualidade da água está bastante deteriorada na região, com altos valores de DBO, amônia e fósforo, além de estar praticamente em condições anaeróbias. A concentração desses parâmetros mencionados violam atualmente os limites preconizados pela resolução CONAMA nº 357/2005 para rio de Classe 2.

Observa-se pelos resultados que para alguns parâmetros há variações significativas entre os dois pontos amostrais. Estas variações são decorrentes de cargas difusas e/ou dos processos naturais de decaimento e transformação dos constituintes da água.

4.5 Definição do Domínio do Modelo

O domínio de modelagem se deu a partir da confluência dos dois córregos existentes na área do loteamento e se estendeu até a sua foz no rio Forquilhas, totalizando aproximadamente 2,4 km. O ponto de lançamento do efluente da ETE do loteamento fica no km 0,33 do modelo. A Figura 9 apresenta o trecho modelado e ponto de lançamento do efluente da ETE do loteamento.

Figura 9 – Trecho de domínio do modelo.



Fonte: Secretaria de Desenvolvimento Sustentável (Ortofoto SDS).

4.6 Calibração do Modelo

A calibração do modelo pode ser considerada uma das etapas mais importantes para a utilização do modelo, visto que esta calibração permitirá que os resultados gerados pelo modelo sejam próximos ao que acontece no mundo real. A calibração do modelo consiste no ajuste dos parâmetros das equações matemáticas à realidade física, química e biológica dos recursos hídricos.

De acordo com BÄUMLE (2005) o processo de calibrar o modelo consiste na variação dos parâmetros de modo a se obter um resultado satisfatório entre os dados

calculados pelo modelo e os dados observados. Um modelo calibrado corretamente é considerado instrumento importante ao apoio à tomada de decisões.

A calibração do modelo foi realizada a partir de três etapas: entrada de dados iniciais; ajuste dos coeficientes do modelo; e ajuste de cargas poluidoras.

Na etapa de calibração do modelo, pode-se também estimar as cargas poluidoras existentes entre o Ponto 1 e o Ponto 2. Estas cargas poluidoras foram constatadas a partir da análise da qualidade da água entre os pontos, no qual verifica-se que há indícios da existências dessas cargas poluidoras.

A calibração do modelo foi satisfatória, uma vez que com a calibração a partir do Ponto 1, foram obtidos resultados equivalentes ao Ponto 2 através de simulações, como veremos na descrição dos resultados. Os parâmetros simulados que não tiveram resultados equivalente à medição no Ponto 2 foram DBO e nitrato já que para representar a condição observada em campo seria necessário aumentar demasiadamente suas taxas de conversão chegando a valores fora dos limites recomendáveis. Portanto, afim de se adotar uma postura mais conservadora, optou-se por utilizar coeficientes sugeridos por SPERLING (2007) diminuindo assim suas taxas de decaimento no trecho monitorado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Cenário atual

O cenário atual tem por objetivo avaliar a qualidade da água na condição atual e medida, desconsiderando o lançamento do efluente da ETE do loteamento. É de extrema importância o conhecimento das condições atuais, para que seja possível, posteriormente, avaliar o impacto do lançamento da ETE sobre o curso hídrico receptor.

Além disso, como citado previamente, o cenário atual serviu para calibração dos coeficientes de decaimento e também para ajustar as cargas poluentes já existentes entre os dois pontos de monitoramento.

As figuras (Figura 10, Figura 11, Figura 12 e Figura 13) apresentam o resultado da modelagem da qualidade da água para o cenário atual e os valores das concentrações obtidas em campo. São apresentados nos gráficos ainda os valores limites, quando existentes, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 para rio de Classe 2.

A distância zero dos gráficos representa o ponto mais a montante do modelo. Os resultados das análises de qualidade de água no Ponto 1 foram utilizados no modelo como a concentração de entrada a montante do modelo. No gráfico também estão destacados os locais das cargas contribuintes.

Os resultados apontam que há violação da legislação nos parâmetros OD, DBO, amônia e fósforo inorgânico. O oxigênio se mantém baixo em todo o trecho simulado, com leve acréscimo ao longo do percurso devido ao processo de reaeração, chegando a 0,5 mg/L na fronteira de jusante do modelo. O maior valor de DBO está presente a montante do modelo, com valor equivalente a 6,5 mg/L, excedendo o limite da legislação para rio de Classe 2, e chegando na fronteira de jusante do modelo com valor de 2,9 mg/L, inferior ao limite da legislação. Aproximadamente a partir do km 0,5 as concentrações de DBO passam a atender o valor limite para a

sua classe. No entanto, esses resultados dependem da inexistência de cargas poluidoras a partir do km 0,3.

Os compostos nitrogenados apresentaram concentrações relativamente constantes ao longo do rio com leve aumento devido às cargas contribuintes, e com taxa constante de conversão de nitrogênio orgânico em amônia. Destaca-se que não está havendo o processo completo de nitrificação devido à baixa quantidade de oxigênio e em virtude disso, as concentrações de nitrito e nitrato apresentam pouca variação ao longo do córrego. Apesar disso, dentre os compostos nitrogenados, apenas a amônia apresenta concentrações superiores ao valor limite da legislação.

O resultado da modelagem indica que o fósforo orgânico se mantém constante e baixo ao longo do trecho modelado e o fósforo inorgânico sofre aumento ao longo do rio devido às cargas contribuintes. Os valores de fósforo inorgânico se mostraram bastante elevados já na fronteira de montante, com valor equivalente a 0,45 mg/L, e vai aumentando sua carga ao longo do rio chegando a 0,68 mg/L na fronteira de jusante. Esses valores estão bastante superiores ao valor limite de fósforo total para rios de Classe 2 com características intermediárias entre lânticas e lólicas.

Figura 10 – OD – Cenário Atual.

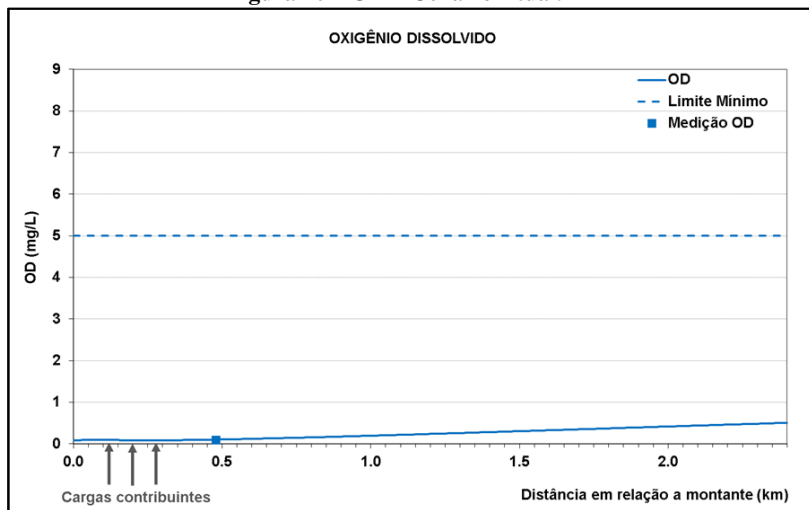


Figura 11 – DBO – Cenário Atual.

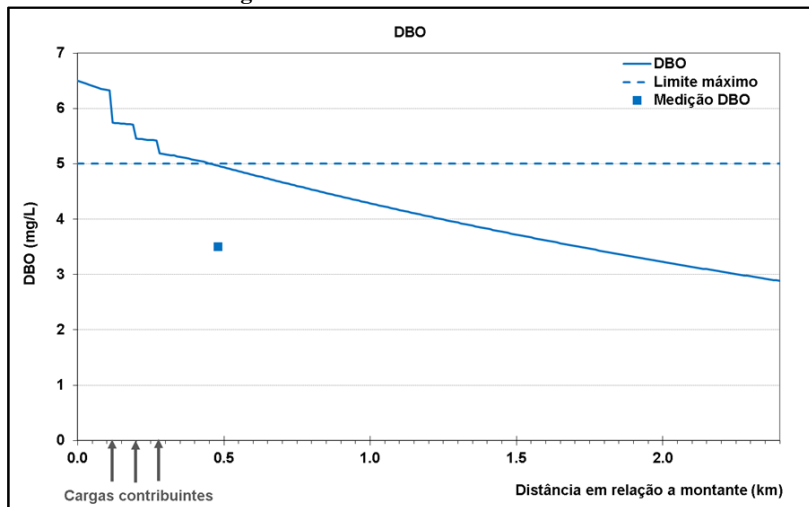


Figura 12 – Nitrogênio – Cenário Atual.

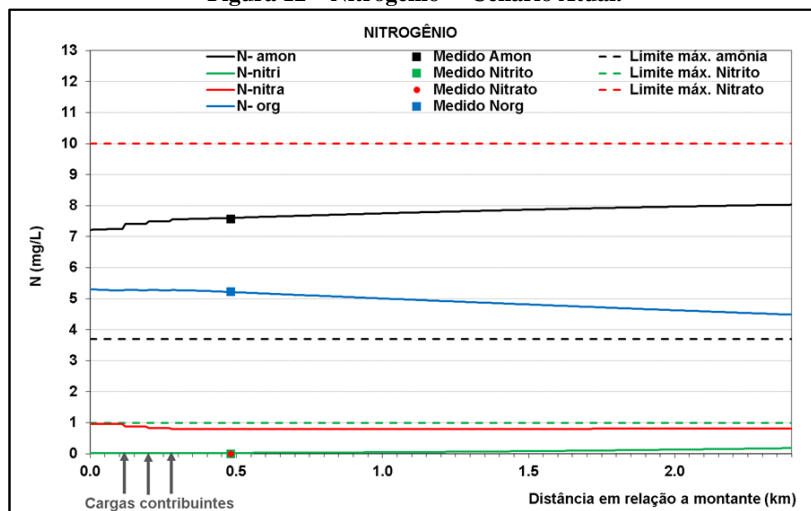
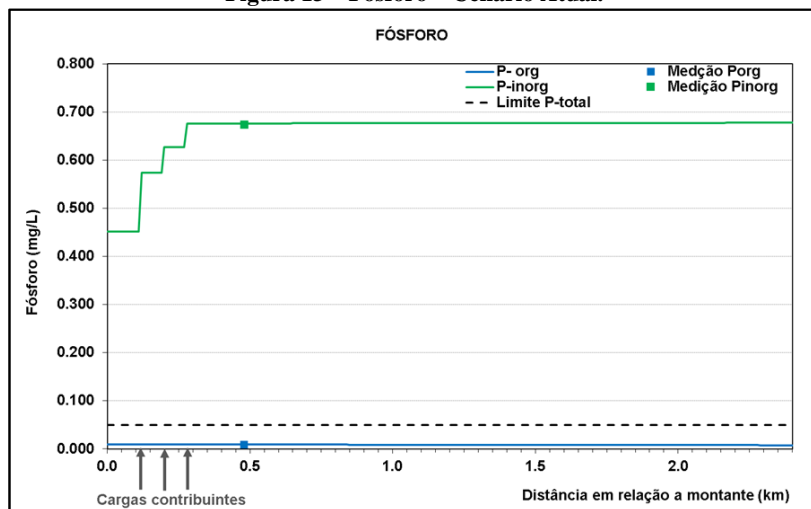


Figura 13 – Fósforo – Cenário Atual.



5.2 Cenário futuro

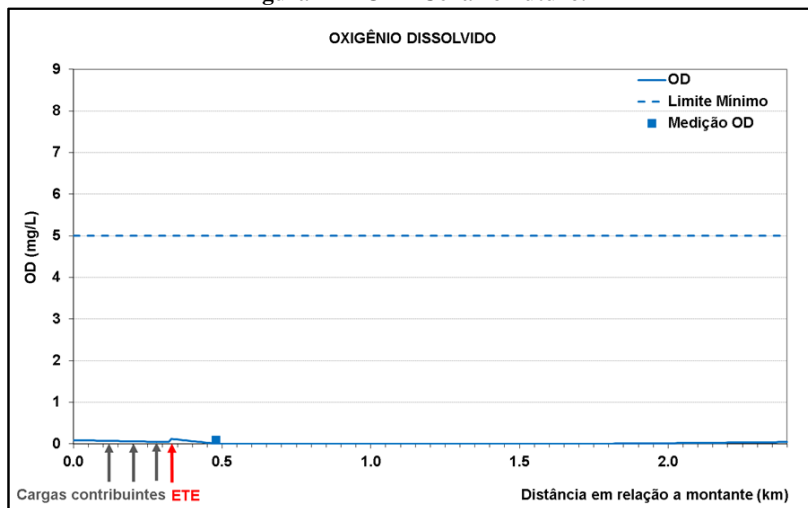
O cenário futuro tem por objetivo avaliar a qualidade da água após a implantação e operação da ETE do loteamento, considerando o lançamento desse efluente tratado, segundo as características previstas em projeto descritas anteriormente.

As figuras (Figura 14, Figura 15, Figura 16 e Figura 17) apresentam o resultado da modelagem de qualidade de água para o cenário futuro e os valores das concentrações obtidas em campo. São apresentados no gráfico ainda os valores limites, quando existentes, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 para rio de Classe 2.

A distância zero dos gráficos representa o ponto mais a montante do modelo. Os resultados das análises de qualidade de água no Ponto 1 foram utilizados no modelo como a concentração de entrada a montante do modelo. No gráfico, também estão destacados os locais de aporte do tributário e do lançamento do efluente.

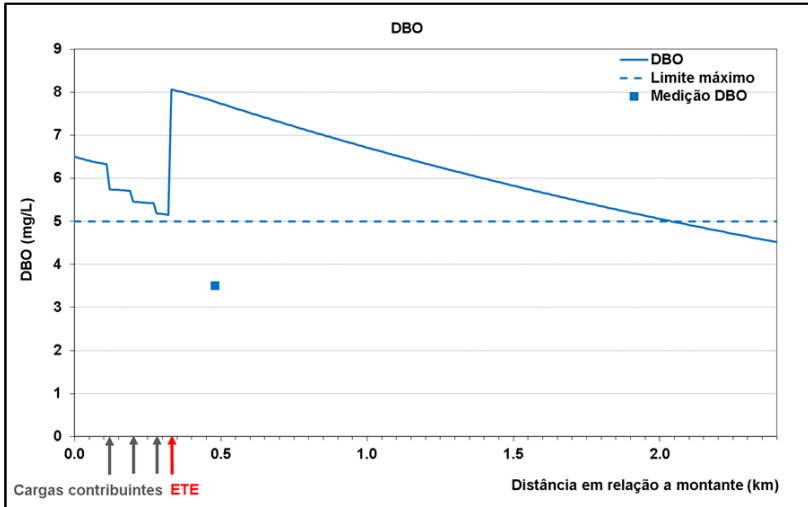
Os resultados da modelagem mostram que o oxigênio sofre um aumento da sua concentração logo após o lançamento do efluente da ETE, ou seja, o lançamento da ETE confere leve ganho ambiental em relação ao oxigênio dissolvido uma vez que as concentrações de lançamento do efluente são superiores à concentração do rio. Porém este aumento é ainda distante do valor de enquadramento para rio de Classe 2 e além disso, este ganho ambiental logo é perdido em função do consumo de DBO do efluente, fazendo com que o oxigênio decaia no trecho a jusante do lançamento do efluente e fique ainda inferior em relação ao cenário atual na fronteira de jusante.

Figura 14 – OD - Cenário Futuro.



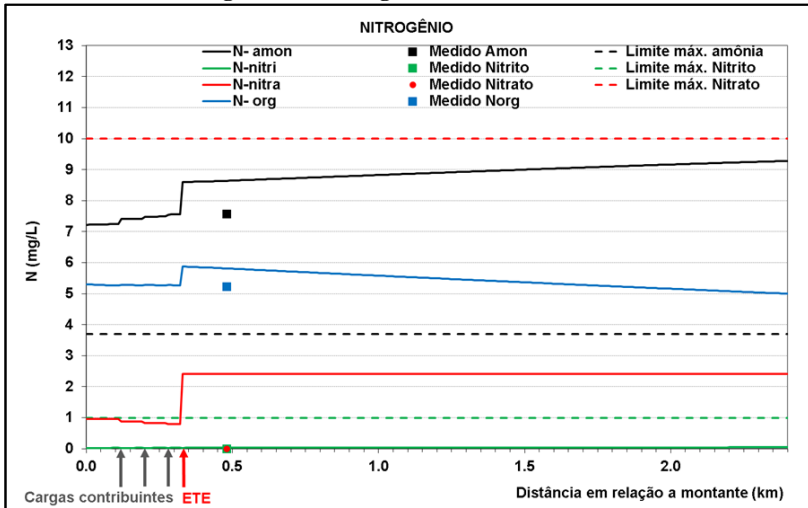
A concentração de DBO fica elevada logo a jusante do lançamento, chegando até 8,1 mg/L na região do lançamento do efluente. Entretanto, o consumo e a deposição de matéria orgânica fazem com que na fronteira de jusante do modelo a concentração de DBO caia a 4,5 mg/L. A partir do km 2 a concentração de DBO se enquadra no limite de Classe 2. É possível definir a zona de mistura da DBO no km 2 aproximadamente, resultando em 1,6 km de zona de mistura após o lançamento do efluente da ETE.

Figura 15 – DBO - Cenário Futuro.



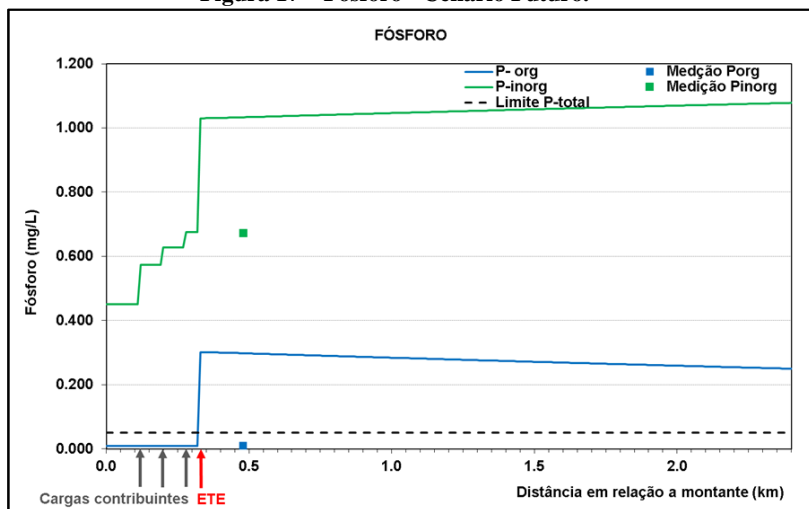
Os compostos nitrogenados também apresentaram elevação logo à jusante do lançamento do efluente. No entanto, apenas a amônia violou os limites definidos pela legislação para rio de Classe 2, embora este parâmetro já tenha ultrapassando o valor limite no cenário atual, sem a implantação da ETE. Observa-se que o lançamento do efluente da ETE altera as magnitudes dos compostos nitrogenados, porém, não altera as taxas de decaimento, apresentando valores constantes de nitrito e nitrato, devido a interrupção do processo de nitrificação por falta de oxigênio, e decaimento de nitrogênio orgânico proporcional ao acréscimo de amônia devido a amonificação.

Figura 16 – Nitrogênio - Cenário Futuro.



O resultado da modelagem indica que o fósforo sofre expressivo aumento logo a jusante do lançamento do efluente da ETE do loteamento. No cenário atual o fósforo orgânico apresentou valores baixos e comportamento estável ao longo do rio enquanto que neste cenário observa-se que a concentração se eleva a 0,3 mg/L após o lançamento da ETE e se mantém neste valor até a fronteira de jusante. O fósforo inorgânico que já apresentou aumento no cenário atual, se elevou no cenário futuro, chegando a 1,04 mg/L na fronteira de jusante do modelo. Observa-se que estes valores dos cenários atual e futuro ultrapassam o valor limite para fósforo total de Classe 2 características intermediárias entre lânticas e lólicas.

Figura 17 – Fósforo - Cenário Futuro.



A fim de avaliar o impacto, a Tabela 4 apresenta os valores atuais e futuros logo à jusante do ponto de lançamento da ETE, Ponto 2 de monitoramento, e também os valores atuais e futuros na foz do corpo receptor.

Tabela 4 – Concentrações atuais e futuras logo a jusante do ponto de lançamento e na foz do rio.

Parâmetros	Ponto 2		Foz	
	Atual	Futuro	Atual	Futuro
OD	0,1	0,08	0,5	0,04
DBO	5,0	7,8	2,9	4,5
Norg	5,22	5,83	4,48	5,00
Amônia	7,6	8,64	8,03	9,27
Nitrito	0,02	0,02	0,18	0,05
Nitrato	0,08	2,41	0,08	2,41
P-org	0,01	0,30	0,01	0,25
P-inor	0,68	1,03	0,68	1,08
Ptotal	0,69	1,33	0,69	1,33

Os resultados do estudo mostram que a qualidade de água desse corpo receptor está bastante deteriorada, com condições próximas a anaeróbias, com pouca capacidade de depuração de efluentes. O lançamento do efluente da ETE do loteamento trouxe as seguintes consequências a qualidade do corpo hídrico receptor:

- Reduziu o oxigênio dissolvido na sua foz apesar de este já ter se mostrado bastante longe do limite mínimo desejável;
- Aumentou a concentração de DBO na foz em 1,6 mg/L, porém os valores observados após a zona de mistura estão em conformidade com o valor limite para rio de Classe 2;
- Aumentou a concentração da amônia na foz em 1,24 mg/L, tornando esse parâmetro mais distante do valor limite preconizado pela legislação já que na condição atual ele se encontra bastante acima do valor desejável;
- Aumentou a concentração de nitrito, porém as concentrações se mostraram ainda bastante distante do valor limite para rio de Classe 2;
- Aumentou as concentrações de fósforo que já se mostraram preocupantes na condição atual. O aumento foi em torno de 0,64 mg/L, assim, este parâmetro que já estava muito distante do valor limite para um rio de Classe 2, teve sua concentração aumentada com o lançamento do efluente.

Com base nos resultados pode-se concluir que:

- Apesar da ETE aumentar as concentrações de amônia e fósforo no corpo receptor, o lançamento não altera as características de enquadramento segundo estes parâmetros, ou seja, as concentrações desses parâmetros já estão em desacordo com as características de rio de Classe 2 e o lançamento do efluente da ETE não altera as características de enquadramento;

- A zona de mistura do efluente da ETE do loteamento inicia-se no ponto de lançamento do efluente e se estende até a sua foz no rio Forquilhas, totalizando 2,4 km.

Grande parte dos valores elevados de poluentes encontrados nos resultados são decorrentes da qualidade de água atual do corpo hídrico analisado como receptor dos efluentes. Com o intuito de avaliar o impacto somente do efluente da ETE do loteamento, foi realizada uma simulação de um cenário hipotético considerando melhorias na qualidade de água do corpo receptor, com características em conformidade com a Classe 2, na qual ele se enquadra. Diante disso foi considerado que as concentrações na fronteira de montante do modelo foram equivalentes às concentrações limites para rio de Classe 2. Também fez-se a consideração de não haverem outras cargas poluentes ao longo do rio. Essa consideração visa avaliar o impacto isolado do efluente da ETE do loteamento no corpo receptor. As figuras (Figura 18, Figura 19, Figura 20 e Figura 21) a seguir mostram os resultados desta simulação.

Figura 18 – OD - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.

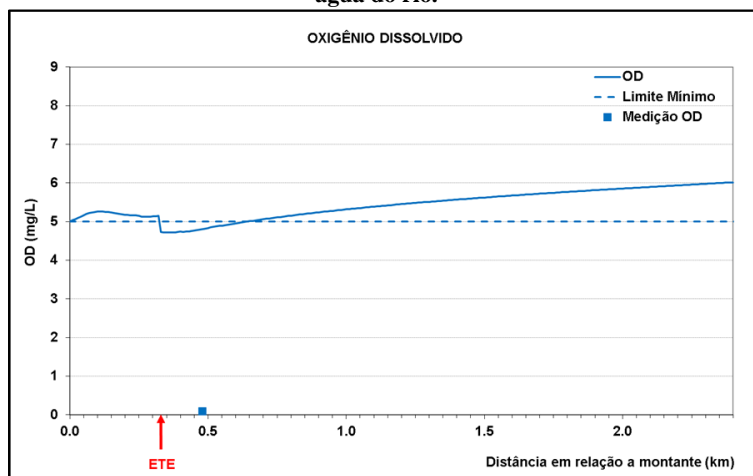


Figura 19 – DBO - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.

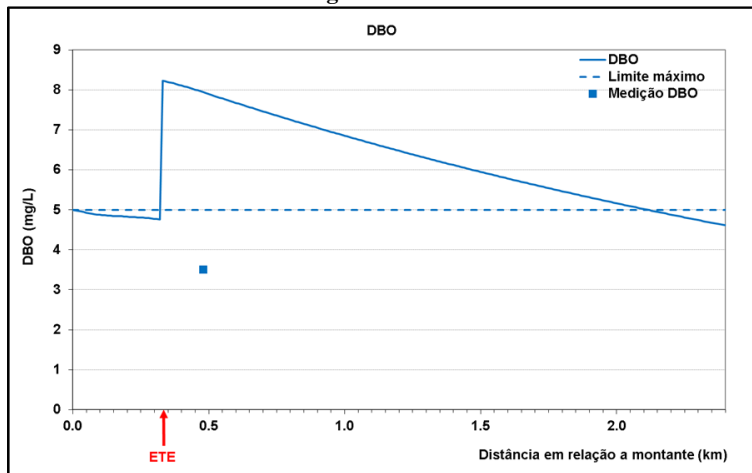


Figura 20 – Nitrogênio - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.

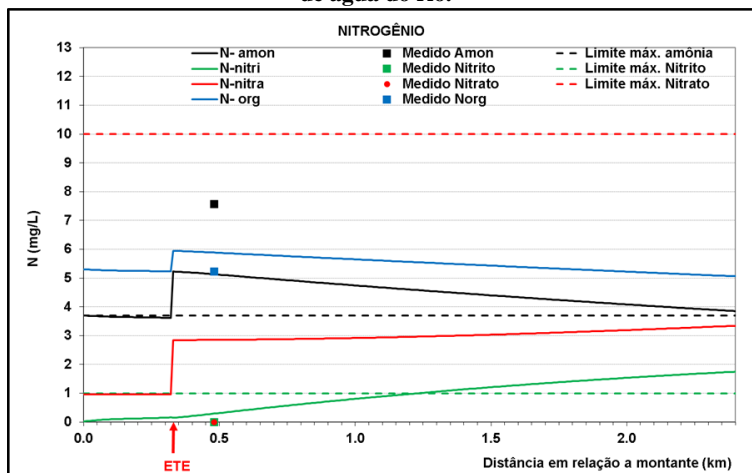
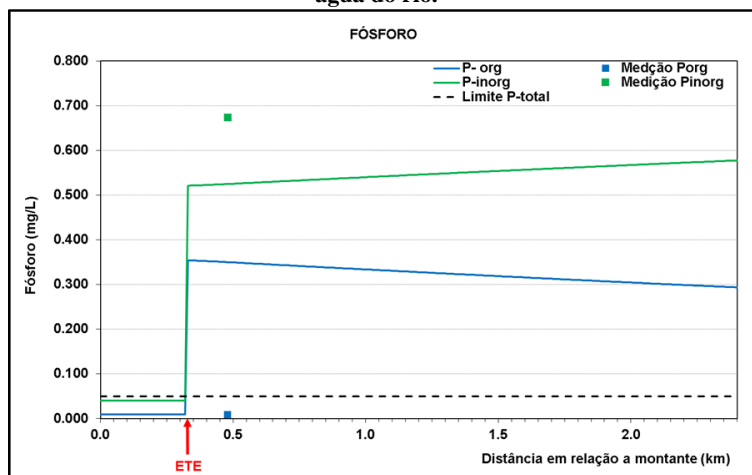


Figura 21 – Fósforo - Cenário futuro com melhoria na qualidade de água do rio.



As concentrações de oxigênio dissolvido foram bastante diferentes daquelas observadas anteriormente, com concentrações acima de 5 mg/L em grande parte do trecho. Observa-se que o lançamento do efluente da ETE em estudo reduz a concentração de OD, chegando 4,72 mg/L. No entanto, 300 m a jusante do ponto de lançamento a concentração já se reestabelece aos padrões de Classe 2. Ou seja, verifica-se que nestas condições o efluente da ETE não apresenta impacto significativo em relação a OD.

As concentrações de DBO não apresentaram resultados significativamente diferentes em relação ao cenário anterior, mostrando que neste caso o impacto do efluente sobre a DBO se estende até aproximadamente o km 2. Ou seja, a zona de mistura da DBO se estende até aproximadamente a foz no rio Forquilhas mesmo com a melhoria da qualidade de água do rio.

Os compostos nitrogenados apresentaram resultados bastante distintos do cenário anterior. As concentrações de nitrogênio orgânico foram reduzidas em função da intensificação do processo de amonificação devido ao

aumento de oxigênio neste cenário. Além de favorecer o processo de amonificação, o aumento do oxigênio dissolvido intensificou também o processo de nitrificação, o que fez diminuir as concentrações de amônia e aumentar as concentrações de nitrito e nitrato.

Observa-se que as concentrações de amônia na foz neste cenário praticamente se igualam ao valor máximo para rios Classe 2, enquanto que no cenário anterior o valor era de 9,27 mg/L, ou seja, a redução foi superior a 50% neste cenário. Entretanto, a concentração de nitrito no cenário anterior se mostrou baixa enquanto que neste cenário a concentração chegou a foz acima do padrão para a Classe 2. Já o nitrato, apesar de sofrer aumento neste cenário, apresentou valores bastante abaixo do limite preconizado pela legislação.

Quanto ao fósforo, observa-se redução significativa de fósforo inorgânico, reduzindo sua concentração na foz de 1,08 mg/L para 0,58 mg/L neste cenário. No entanto, este cenário mostra o impacto direto causado pelo efluente da ETE sobre a concentração de fósforo deste corpo receptor uma vez que nas regiões a montante do ponto de lançamento as concentrações estão de acordo com os valores limites.

Comparando os resultados deste cenário com os resultados do cenário anterior, entende-se que com a redução das cargas poluentes difusas a qualidade de água resultante apresentará significativa melhora mesmo considerando os impactos trazidos pelo lançamento do efluente da ETE do loteamento. O aumento da concentração de oxigênio dissolvido neste corpo hídrico é essencial para a sua recuperação e de suma importância para aumentar a capacidade de depuração do efluente da ETE do loteamento.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os modelos para simulação de processos de autodepuração em corpos hídricos vem sendo utilizados cada vez mais nas últimas décadas, principalmente na ajuda para tomada de decisões referentes a recursos hídricos. O presente trabalho visou avaliar a autodepuração do efluente do loteamento localizado em São José/SC através do modelo QUAL-UFGM. Através da calibração do modelo e da simulação dos cenários atual e futuro, pode-se dizer que foram obtidos resultados satisfatórios devido a boa calibração do modelo.

De acordo com a análise da qualidade de água e da simulação do cenário atual, fica evidente que a qualidade de água do corpo hídrico receptor já se encontra bastante deteriorada e com características que violam as concentrações limites de rios de Classe 2.

Na hipótese da instalação da ETE, o lançamento do efluente diminuiu a concentração de OD e elevou a concentração dos demais parâmetros na fronteira de jusante do modelo. A zona de mistura do efluente da ETE do Loteamento inicia-se no ponto de lançamento do efluente e se estende até a sua foz no rio Forquilhas, totalizando 2,4 km.

Ressalta-se ainda que apesar do lançamento do efluente da ETE do loteamento diminuir a concentração de OD e elevar as concentrações dos demais parâmetros na fronteira de jusante do modelo, nenhum dos parâmetros teve alterações que resultassem em características de enquadramento diferente da condição atual do rio.

De acordo com as resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011, entende-se que o lançamento do efluente da ETE do loteamento atende aos requisitos legais já que o lançamento deste efluente não altera o padrão de qualidade de água encontrado atualmente, e além disso, nos limites da zona de mistura não há conflito de uso da água.

Conclui-se, no entanto, que apesar do lançamento desse efluente atender aos requisitos legais e não alterar o

padrão de qualidade encontrado atualmente, tal lançamento irá contribuir negativamente para a qualidade desse corpo receptor que já se encontra com qualidade de água bastante deteriorada.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L. N. **Autodepuração dos corpos d'água.** Revista da Biologia, v. 5, p. 16-19, 2010.

ARCEIVALA, S. J. (1981) **Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control.** New York, Marcel Dekker. 892 p.

BÄUMLE, A. M. B. **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade da água.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M., PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental.** 2ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 313 p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** 2ª edição. CETESB, São Paulo (SP). 1978. 620p.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. (1987). **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual.** Athens, Georgia: EPA; EPA/600/3-87/007.

BURKE, R. (2004). **Personal Conversation.** Atlanta, Ga.: Georgia mental Protection Division.

CHAPRA, S.C.; PELLETIER, G.J.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.04: Documentation and Users Manual.** Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2006.

CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. (1962). **The prediction of stream reaeration rates.** Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 88 (4). July 1962. p. 1-46.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357, 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.**

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 430, 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA:357, de 17 de março de 2005.**

FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. A. (1973) **Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales [Water and wastewater engineering].** Trad. Salvador Ayanegui j. México, Editorial Limusa, v.2. 764p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas de saneamento.** Rio de Janeiro, 2011.

ISOPPO, K. K. V.; LEMOS, T. A. S.; MATOS, M. **Urbanização e modernização do território em São José, Santa Catarina, Brasil.** In: X Encontro de Geógrafos da América Latina, 2005, São Paulo. Anais do X Encontro de Geógrafos da América Latina, 2005. p. 7044-7062.

MANNINA, G., VIVIANI, G. (2010). **Water quality modelling for ephemeral rivers: Model development and**

parameter assessment. Journal of Hydrology 393, pp. 186–196.

KNAPIK, H. G.; SCAPULATEMPO, C. V.; BASSANESI, K. **Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K.** RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 16 n.2 - Abr/Jun 2011, 75-88

LINFIELD, C. B.; BARNWEL JR, T.O. - **The enhanced stream water quality model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual.** Georgia: U.S. Environmental Protection Agency. 1987.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment Disposal and Reuse.** 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. (1958). **Mechanism of reaeration in natural streams.** Journal Sanitary Engineering Division, ASCE, 123. p. 641-666.

OPPA, L. F. **Utilização De Modelo Matemático De Qualidade Da Água Para Análise De Alternativas De Enquadramento Do Rio Vacacaí Mirim** - Dissertação De Mestrado, Santa Maria, RS, Brasil; 2007.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. **Some reaeration studies in streams.** International Journal of Air and Water Pollution, v. 8, n. 8/9, p. 469-486, 1964.

SANTANA, S. C. J. **Avaliação das Alterações da Qualidade da Água em Função das Variações de Vazões no baixo Curso do Rio São Francisco.** Salvador: UFBA, 2012. Tese de Doutorado.

SANTA CATARINA. Lei nº 10.949, de 09 de Novembro de 1998. **Dispõe sobre a caracterização do Estado em dez Regiões Hidrográficas.**

SANTOS, A. R. **Caracterização Morfológica, Hidrológica e Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, Micro-Região de Viçosa-MG.** Viçosa, UFV, 2001. Dissertação de Doutorado.

SÃO JOSÉ. Plano Municipal de Saneamento Básico

SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL – SDS. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina - PERH/SC.** 2006.

SIEBER, J.; SWARTZ, C.; HUBER-LEE, A.H. (2005). **Water Evaluation and Planning System (WEAP): User Guide.** Stockholm Environment Institute, Boston.

SPERLING, M. V. **Autodepuração dos Cursos d'Água.** Dissertação M.Sc., UFMG, 1983.

SPERLING, M. V. (2005). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG.

SPERLING, M. V. (2005). **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 3ª ed., v. 1, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG.

SPERLING, M. V. (2007). **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** DESA/UFMG. Belo Horizonte-MG.

STEHFEST, N. (1973). **Modelltheoretische Untersuchungen zur Selbstreinigung von Fließgewässern**. KFK 1654 UF

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. Public Health Bulletin, n° 146. Washington, D.C, 1925.

WASSERMAN, J. C.; BARCELLOS, R. G. S.; FERNANDEZ, A. P. P.; FILGUEIRAS, C. M.; SCARTON, J. G. E.; GIACOMINI, J.; CÔRTEZ, M. B. V.; AGUIAR, V. M. 2010. Qualidade de Água. In: DA HORA, A. F. F., HWA, C. S. & DA HORA, M. A. G. M. (eds.) **Planejamento Estratégico da Região Hidrográfica dos Rios Guapi-Macacu e Caceribu-Macacu**. Niterói: UFF/ FEC - Petrobras Ambiental.

WOOL, T. A.; AMBROSE, R. B.; MARTIN, J. L.; COMER, E. A. (2001). **Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) version 6.0: User's manual**. Atlanta, Ga.: U.S. Environmental Protection Agency, Region 4.